



香山濕地台灣招潮蟹棲地類型底質特性研究

Research of Habitat Type and Sediment Properties of *Uca formosensis* in Hsiang-Shan Wetland

台灣大學生物環境系統工程學系
碩士

林世偉

Shih-Wei Lin

大仁科技大學環境資源管理學系
副教授

廖少威*

Shao-Wei Liao

台灣大學生物環境系統工程學系
教授

張文亮

Wen-Liang Chang

摘 要

台灣招潮蟹為一瀕臨絕種之台灣特有種招潮蟹，而香山溼地三姓公溪與海山罟一帶為目前僅存少數台灣招潮蟹棲地。本研究以台灣招潮蟹棲地底質特性等環境因子，配合現地觀察選定四種棲地地貌類型，以判別分析方法歸類台灣招潮蟹可能棲地。經由典型判別分析的結果，三個判別函數解釋了香山濕地底質的變異性，建構出底質特性對於不同地貌棲地分佈之函數，判別能力分別為 49.5%、32.8%及 17.7%，累積判別能力高達 100%。以因子結構係數來說明整個資料結構的變異，此三個判別函數主要是「土壤質地影響因子」、「潮汐影響因子」、「營養源影響因子」、「氧化還原影響因子」等所組成。對於台灣招潮蟹喜好的底質棲息特性：土壤質地為平均砂粒含量 34.05%、粉粒含量 29.72%、粘粒含量 32.35%，屬粘質壤土特性。棲地年平均浸沒時間百分比為 8%，顯示其習性喜好棲息於較高潮位灘地。棲地植物覆蓋度為 2.20%，顯示其棲地植物量相當少，喜好近乎裸露之灘地。在巢穴位置的選擇上，土壤應力過高的區域會增加台灣招潮蟹挖洞的困難性。在本研究其 20 公分土壤應力值為 51.11N/cm²。透過對底質資料的監測，結合所建立的判別函數模式即可明確瞭解地貌可能演替趨勢，再透過復育以控制改變此些影響參數，進而控制棲地地貌類型的改變，以復育及保護瀕臨絕種的台灣招潮蟹。

關鍵詞：台灣招潮蟹，底質特性，典型判別分析，香山濕地。

ABSTRACT

Uca formosensis is an endemic fiddler crab in Taiwan. And Hsiang-Shan wetland is one of the few habitats left for *U. formosensis*. This work investigated soil samples collected from Hsiang-Shan wetland, Taiwan to identify the favorite habitats for *U.*

*通訊作者，大仁科技大學環資系副教授，907 屏東縣鹽埔鄉新二村維新路 20 號，swliao@mail.tajen.edu.tw

formosensis. Canonical discriminant analysis is applied to identify an existing habitat type scheme by investigating the physical-chemical properties of sediment in Hsiang-Shan wetland. We recognized habitat types by field visual reconnaissance and indicated that the habitat could be classified into four regions – bare area, mangrove area, *U. formosensis* living habitat, and herbaceous plant area. There are three constructed discriminant functions (CDFs) showed markedly contributions to most of the discriminant variables, and their recognition capacities were 49.5%, 32.8% and 17.7%, respectively. The result shows that the most important latent factors in Hsiang-Shan wetland are the soil texture impact factor, tidal impact factor, the nutrient impact factor, and the oxidation-reduction impact factor. The most favorite sediment properties for *U. formosensis* in soil texture are sand (34.05%), silt (29.72%), and clay (32.35%), namely clay loam. In addition, we found that *U. formosensis* liked to live in the upper intertidal zone with a mean yearly submerged time of 8%. According to a very low vegetation coverage percentage on the ground (less than 2.20%), we conclude that it preferred living in coverless areas. Regarding the nest choosing, higher soil stress will enhance the difficulty for digging. In this study, we found that soil penetration force in 20-cm depth is 51.11N/cm². Integrating these CDFs with sediment monitoring data can control habitat evolution, and can feasibly conserve a suitable habitat for *U. formosensis* by processing these unstable predictor variables. The methodology and results provide some useful information on the conservation of habitats for endemic *U. formosensis* in Hsiang-Shan. It may also be applicable to other wetlands with similar properties that are experiencing similar environmental issues.

Keywords: *Uca formosensis*, Sediment properties, Canonical discriminant analysis, Hsiang-Shan wetland.

一、前言

臺灣招潮蟹(*Uca formosensis*)為臺灣特有種，最早於 1918 年由 Moichiro Maki 在彰化鹿港發現，1921 年正式被命名為 *Uca formosensis*。自 1923 年起，臺灣西半部和宜蘭，諸如基隆、淡水、台北竹圍、新竹香山、台中梧棲、彰化鹿港、台南北門、七股及宜蘭蘭陽溪口等地，都曾發現臺灣招潮蟹的蹤跡，唯其族群數量並不豐富。施習德(1999)於彰化伸港鄉大肚溪口南岸發現大量的臺灣招潮蟹族群，李曉易(1990)於該處對臺灣招潮蟹進行生態與行為研究。施習德(1999)發表臺灣招潮蟹的型態及生態研究。根據前人觀察，臺灣招潮蟹分佈在不同的棲地類型上，而其中族群較大的棲地特徵為開闊、無紅樹林且黏土含量高

的高潮位灘地。臺灣招潮蟹的分佈範圍在 1918 至 1997 年間逐漸縮減，目前僅新竹客雅溪口、彰化伸港大肚溪口、嘉義東石樸子溪口、台南七股曾文溪口有其蹤跡。北部在淡水河口有極少族群，南部則局限于曾文溪口南岸的青草崙，鹿港棲地族群因彰濱工業區的興建而消失，彰化伸港灘地也因垃圾掩埋場修築而破壞殆盡。

蟹類在濕地生態系統的中扮演著重要的角色(Robertson, 1987; Lee, 1998)。Osborne(1990)提出招潮屬蟹類(Fiddler crab spp.)只棲息在開闊的灘地上。Nobbs(1999)觀察相手蟹(*Subfamily sesarminae*)及部分的招潮屬蟹類棲息在樹林中。相手蟹以紅樹林碎屑為食物來源，並且其呼吸系統與招潮蟹相較之下對水的需求更強(Macnae, 1968);而在有植被的棲地環境下分佈數

量較開闊環境的分佈數量豐富(Nobbs, 1999)。灘地上植被的存在可以減少招潮蟹被捕食的機會(Salmon, 1984)，同時植被的遮蔽效果，特別對於高潮位灘地上高溫及蒸發散速率等惡劣的物理環境有改善的效果(Lee and Kneib, 1994)。Hutching and Saenger (1987)認為植物對於招潮蟹的洞穴在結構上有支撐的效果。蟹類的洞穴會增加土壤通氣、氧化還原電位與加速地底下植物碎屑的分解，進而改變植物分佈。在軟質的底泥環境下，植被對於穩固底床對於蟹類的巢穴有正面的效應，然而在植被根系密度過高的環境下反而會阻礙蟹類築巢(Bertness, 1984)。Nobbs(2003)針對三種不同的招潮蟹進行實驗，認為植被並不提供巢穴在結構上的支撐。高潮位地區可能因為鹽分的累積，致使植物無法生長。Nomann(1998)從研究中無法證實蟹類巢穴可促進植物的生長，土壤中水分鹽分濃度可能是影響植物生長的主要因素，並推論，圍繞在灘地周圍的植物主要提供給招潮蟹躲避掠食者的環境。揮舞擺動大螯是招潮蟹的重要社會行為，因此視覺上過於複雜的棲地將導致雄蟹揮舞大螯的動作無法被同種雌蟹觀察(Salmon, 1987)。Zucker (1981)認為招潮蟹分佈密度是受到陸域行為所限制，因此移除植被使得領域範圍擴大的結果，對於同種間的蟹類社會行為活動可能有正面的效應。棲地的物理化學特性，如地下水位高度、底床粒徑分佈和土壤有機質含量，影響著招潮蟹巢穴位置的選擇(Christy, 1982)。Croll and McClintock (2000)針對招潮蟹的棲地環境與求偶行為進行研究，分別比較不同濕地中裸露地和有植被的棲地，認為不論地表的覆蓋與否，粒徑確實影響招潮蟹巢穴位置的選擇。

Mitsch and Jorgensen(2003)指出底床高程是影響植物生長和物種分佈的主要限制因子，除非底床土壤顆粒幾乎全為砂粒，否則底泥之粒徑組成並非影響溼地植物生長的主要因素。Teal and Weinstein(2002)於美國 Delaware 海灣，為彌補發電廠冷卻系統對溼地魚群數量所造成的負面衝擊，在實驗探討溼地植物、水文、地形、底質和潮汐等環境因子對魚類產量的影響後，對約 4050

公頃的鹽分草澤溼地進行生態復育工程，包括藉由潮汐溝的營造將潮汐重新引入溼地中、重新開挖溼地和改變植物物種，並於完工後持續監測其環境變動。Raposa(2002)研究鹽分草澤溼地於復育前後魚類和蟹類物種的分佈與環境因子之變化，探討潮汐功能重建在不同物種間的生態反應。Edwards(2003)比較人造和天然草澤溼地在時間序列上棲地的結構特性。Morgan(2002)以多變量分析和非線性回歸探討人造溼地和天然溼地的棲地環境與植物分佈在時間和空間中的變異。紅樹林因其生理結構，可消滅風浪、減緩水流，減低外在營力對於海岸的衝擊，也因著水流的減緩而增加水體中懸浮顆粒和有機顆粒的沈降，一方面改變底泥的物理化學特性，另一方面也同時使得灘地陸域化，改變區域水文環境。紅樹林因其植物本體的遮蔽效果，會改變棲地微氣候環境，並且其地上和地下構造可提供多樣的棲地空間。落葉碎屑則為食物鏈中重要的一環，落葉分解後的有機顆粒也容易使重金屬附著。謝蕙蓮等(2004)特別比較了台灣招潮蟹棲地和紅樹林棲地特性，認為台灣招潮蟹喜好開闊且無植被的高潮線地帶，且土壤含氧層厚度、含水量、有機碳、全氮及酸鹼度與紅樹林棲地有顯著的差異。

Odum 1953 年提出生態工程的關鍵論點，認為生態系統(Ecosystem)為大自然的基本單位，而生物多樣性能穩定生態系統，並主張以工程進行生態復育，使生態系統得以更新。Mitsch 以主要營力(Processes)與逆境(Stresses)來區分海岸生態系統類別，這樣的分類系統可有效地評估生態系統的復育工程方法。Zedler(2001)認為生態系統的復育，需詳細描述該系統之物理、化學及生物特性。復育工程的施行是循序漸進，並且有多種替代方案可供替換，最終目的在創造一個可自我發展(Self-sustaining)的棲地。同時需考量復育工程所牽扯之尺度，包含時間軸上資源的損失，如棲地面積、物種與功能，和空間上資源的差異，如棲地類型、優勢物種。工程完成後其後續的環境監測與管理更是不可少的步驟。台灣西部海岸因著棲地破壞與經濟發展而遭受嚴重的威脅。環境劣化主要原因有污染排放、海水入侵及陸域化，

工商業的發展則是溼地逐漸消失最具破壞力的因素。

英國在 1980 年代起著手發展河川無脊椎動物預測及分類系統(River invertebrate prediction and classification system, RIVPACS)，調查大不列顛群島河川環境與無脊椎動物資料，結合群集分析與判別分析來評估人為活動所造成的環境衝擊。Chessman(1999)結合逐步多元線性回歸(Stepwise multiple linear regression)與無脊椎動物豐富度，對於受干擾和未受干擾場址加以更有效的區分。Johnson(1991)以典型判別分析測試在不同池塘中蝌蚪數量與環境參數如水深、水溫、離岸距離的關係。結果顯示對於蝌蚪數量多寡並無法準確的判別，但對於蝌蚪出現的有無可以較有效率的評估。Evans and Norris(1997)以多變量分析研究溪流底床的大型無脊椎動物組成與其微棲地環境因子之關係，發現個別的環境因子並無法解釋溪床中大型無脊椎動物的分佈，其中利用逐步判別函數(Stepwise discriminant function)建立的模式對於預測新資料點的無脊椎動物出現種類效果相當良好。Turgeon and Rodriguez(2005)在加拿大魁北克地區河川的兩河段中，以 Logistic regression 和 Classification tree 兩種模式，藉由微棲地環境因子，如水深、流速、底床粒徑、離岸距離等，來預測夏季大西洋鮭魚(*Salmo salar*)幼體的分佈，並且分別以兩河段所建立之判別函數交叉驗證模式的準確性。Liao and Chang (2005)以判別分析說明關渡濕地植被類群與底泥物化性之關係。本研究希望藉由分析香山溼地棲地底質特性，配合現地觀察不同地貌類型暨台灣招潮蟹棲地位置。透過典型判別分析方法，建立不同地貌棲地底質判別函數式，並找出影響香山溼地台灣招潮蟹分佈的關鍵環境因子，進而在灘地面臨開發的壓力下，區分及復育合適的台灣招潮蟹棲地環境，以提供適當的復育工程參考。

二、實驗暨統計理論方法

2.1 研究調查區域概況

香山濕地(24° 45'N, 120° 53'E) (圖 1)北起客

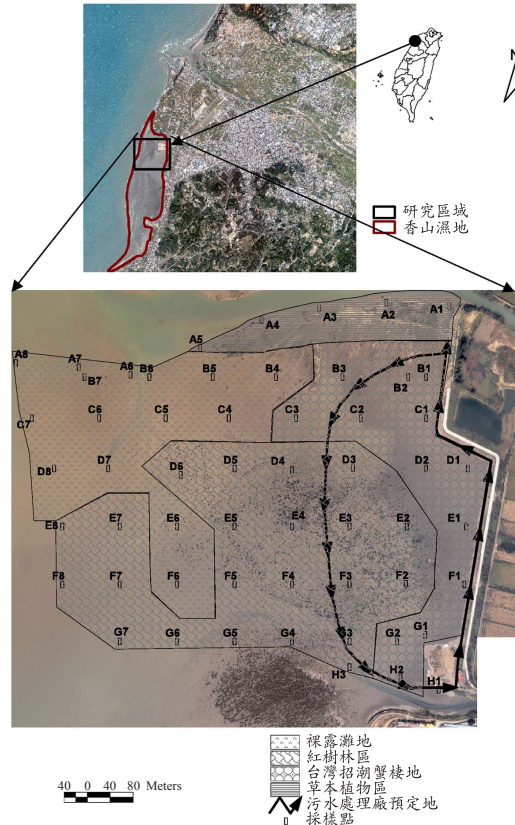


圖 1 採樣點位置

雅溪口，南至無名溝出海口，南北長約十公里，退潮時海岸寬約兩公里，整片灘地於退潮時面積約 1600 公頃，為北台灣面積最大的海濱濕地，行政院農委會於民國九十年將這塊地區訂為「新竹市濱海野生動物保護區」(不包含現有海山漁港、浸水垃圾掩埋場及污水處理廠預定地)。根據新竹鳥會記錄，香山濕地的鳥類有兩百七十四種，占台灣可見鳥種 50% 以上，是西伯利亞到澳洲侯鳥遷徙必經之地。蟹類則有四十三種；招潮蟹種類與數量亦為全台灣最多的地區；1996 年國際拉薩姆公約組織會議中被正式列為「東亞水鳥保護網」的一環。本研究採樣地區分別位於三姓公溪南岸客雅污水處理廠預定地及海山漁港北岸臨西濱公路之高潮位灘地(圖 1)。客雅污水處理廠預定地位處三姓公溪南岸與大庄溪北岸之灘地，北邊隔浸水垃圾掩埋場與客雅溪相望。三姓公溪原為 S 型河道繞經此區，2002 年遭人為改

道後沿浸水垃圾場南邊堤岸直流入海。在舊河道與新河道之間的灘地，形成一乾旱的沙丘地形。海馬齒(*Sesuvium portulacastrum*)、鹽地鼠尾粟(*Sporobolus virginicus*)、鹽定(*Suaeda nudiflora*)、馬氏濱藜(*Atriplex nummularia* Lindl)等耐鹽植物叢生。舊河道兩側原以短趾和尚蟹(*Myctysis brevidactylus*)、清白招潮蟹(*Uca lactea*)和弧邊招潮蟹(*Uca arcuata*)為主。改造後靠近河岸兩側灘地有大量的短指和尚蟹、伍氏厚蟹(*Helice wuana*)、長趾股窗蟹(*Scopimera longidactyla*)、雙扇股窗蟹(*Scopimera bitympana*)和清白招潮蟹(*Uca lactea lactea*)出現。河岸南側地勢較高之沙丘，地表活動的螃蟹則大幅減少。

大庄溪位於污水處理廠預定地南端，其出海口北側灘地遭棄置建築廢棄物。介於三姓公溪南岸沙丘與大庄溪間之區域，原為一裸露灘地，後遭人為栽植水筆仔(*Kandelia candel*)與海茄苳(*Avicennia marina*)，本區目前靠近海堤處仍為裸露地，海堤兩處水閘門鄰近灘地仍有台灣招潮蟹的出現。距海堤約 50 公尺處散佈著紅樹林，紅樹林分佈於南北長約 300 公尺，東西寬約 500 公尺灘地上。本區螃蟹物種豐富，弧邊招潮蟹、清白招潮蟹、伍氏厚蟹、萬歲大眼蟹(*Macrophthalmus banzai*)為優勢物種，其餘尚可見長趾股窗蟹、雙扇股窗蟹、短趾和尚蟹和少數方蟹科(*Family grapsidae*)。目前本棲地所遭遇主要危機包含新竹科學工業園區的生活及工業污水排入客雅溪流域中，由於客雅溪出海口位於野生動物保護區之核心區內，為改善溼地之水質與生態環境，新竹市政府計畫於三姓公溪與大庄溪間之灘地建置污水處理廠。唯此區域為台灣招潮蟹僅存之少數棲地之一，污水處理廠的興建工程將可能加速瀕臨絕種生物滅絕的速度。

2.2 試驗採集與分析方法

採樣於 2004 年 8 月進行，採樣時間於該日最大潮發生後約兩小時，待潮水退去後開始進行。三姓公溪與大庄溪間灘地採樣範圍南北長約 700 公尺，東西寬約 800 公尺。採樣方式以 100m × 100m 網格為單位進行採樣(圖 1)，共計 56 個

採樣點。現場以土樣袋採集底床表面至地底 30 公分深之土壤，帶回實驗室進行相關之物理化學分析，並記錄採樣點之座標。同時，以 Penetrometer 量測鄰近採樣點未受人為干擾區域地下 10 公分及 20 公分之土壤穿透應力。及以金屬環採集土樣，帶回實驗室進行現地土壤含水量及現地土壤假比重實驗。採樣點周圍的植物分佈情形，以中興大學生命科學系提供之現場航照圖，輸入 ArcGis (Ver. 9.0)軟體後，配合上述採樣點座標，界定採樣點方圓 50 公尺範圍後將影像輸出。影像經分割校正後，以軟體計算採樣點周圍灘地植物覆蓋面積百分比。

在現場不同高程之灘地設立標竿，並在一完整潮汐週期內觀測各點浸沒水深及時間，配合中央氣象局於新竹市南寮漁港觀測站所記錄之逐時潮位記錄，計算各採樣點之浸沒時間百分比。現場採集之土壤，於實驗室風乾、過篩後以乾淨採樣瓶密封保存。於實驗室進行下列分析：鮑氏比重計法求出土壤質地砂粒、粉粒、黏粒百分比；以電導度計和 pH 電極儀測定濾出溶液之電導度與酸鹼度值；以等重量的土壤與蒸餾水均勻混和，密封靜置 24 小時後測定土壤氧化還原電位值；將土壤飽和抽出液過濾，酸化溶液後以火焰式原子吸收光譜儀測定飽和抽出液之銅、鋅、鉛、鎳、鎘、鉻六種重金屬濃度；取適量之土壤，以濃硫酸及重鉻酸鉀將其中有機碳消化反應後，用硫酸亞鐵滴定求得有機碳含量百分比(Total organic matter, TOC)；以濃硫酸及少量硫酸鉀分解催化，高溫加熱後將含氮化合物轉變成胺態氮(NH₄⁺-N)。在強鹼環境下蒸餾，以硼酸(H₃BO₃)吸收逸出之 NH₃，再以標準酸液滴定，由標準酸液之消耗量計算全氮量(Total nitrogen, TN)；將少量土壤填充至試管經壓密後讀取體積和秤重，可測得土壤假比重；於另一試管中，緩慢加入蒸餾水與土壤，過程中始終保持土壤表面低於水面，讀取體積與秤重後，可計算出飽和情況下土壤孔隙率(Hilled, 1998)。

2.3 統計理論方法

判別分析方法(Canonical discriminant analysis,

CDF 又稱為 Fisher's discriminant analysis)是由 R. A. Fisher 在 1938 年所創，主要的功能有判別及歸類兩個過程。即對已知類別的觀測值建立模式，建構一組判別函數，將觀測值經線性組合轉換成一新的變數，並使原來的分類組群(Class)經過轉換後能夠達到最大的區分；再將未知組群樣本的觀測值，經過判別函數轉換後預測此些觀測值可以歸類到那一個已知組群。Johnson and Wichern (1992)認為 Fisher's 判別分析能夠建立判別函數來分類已知，又能對未知重新配置(Allocation)達到分類之目的。Fisher 線性判別函數基本概念原則是將高維度原始變數群投影到一較低維度空間以進行分類工作；此投影到低維度空間的過程，就是在找出原始變數線性組合，目的在於使分類的族群中群與群之間的變異數盡可能大，而群內變異數盡可能小。

假設已知分類的兩個組群 π_1 、 π_2 ，其區分的根據：有 p 個觀測變數 $X=[X_1, X_2, \dots, X_p]$ ，有一線性組合，可將 X_1, X_2, \dots, X_p 轉換成單變值矩陣 Y，使 $Y=L'X$ 。式中 L'為線性組合係數矩陣，或為 L 矩陣的轉置矩陣， $L'=[L_1, L_2, \dots, L_p]$ 。令 μ_1 、 μ_2 為原多變數組群 π_1 、 π_2 的期望值，即 $\mu_1 = E\left(\frac{X}{\pi_1}\right)$ ；

$\mu_2 = E\left(\frac{X}{\pi_2}\right)$ 。Y 變數在組群 π_1 、 π_2 的平均值為

$$\mu_{1Y} = E\left(L' \frac{X}{\pi_1}\right) = L' E\left(\frac{X}{\pi_1}\right) = L' \mu_1 \dots\dots(1)$$

$$\text{同理 } \mu_{2Y} = L' \mu_2 \dots\dots(2)$$

$$\text{變異數為 } \sigma_Y^2 = V_{ar}(Y) = V_{ar}(L'X) = L' \Sigma L \dots\dots(3)$$

Σ 為 Y 在不同組群間之變異—共變異矩陣(Variance-covariance matrix)。而 Y 變數矩陣在 π_1 與 π_2 組群平均值差之平方為

$$\begin{aligned} (\mu_{1Y} - \mu_{2Y})^2 &= (L' \mu_1 - L' \mu_2)^2 \\ &= L'(\mu_1 - \mu_2)(\mu_1 - \mu_2)'L \\ &= L' \delta \delta' L \text{ (令 } \delta = (\mu_1 - \mu_2)) \dots\dots(4) \\ &= (L' \delta)^2 \end{aligned}$$

根據 Fisher's 理論，線性組合係數矩陣 L 必需滿

足，使兩個組群平均值差的平方除以變異數達最大值，以便於區分兩群組之個體。

$$\text{故令 } \phi = \left[\frac{(\mu_{1Y} - \mu_{2Y})^2}{\sigma_Y^2} \right] = \left[\frac{(L' \delta)^2}{L' \Sigma L} \right] \dots\dots(5)$$

利用(對 L'的一階導數為 0，可求出極大值發生在

$$L' = \delta' \Sigma^{-1} \dots\dots(6)$$

$$\text{則 } Y = L' X = \delta' \Sigma^{-1} X = (\mu_1 - \mu_2)' \Sigma^{-1} X \dots\dots(7)$$

(7)式稱為 Fisher's 線性判別函數(Linear discriminant function)，L'稱為判別係數(Discriminant coefficient)。另外對於一個未知組群的樣本 X_0 ，代入(7)式可得一變數 Y_0 ；

$$Y_0 = (\mu_1 - \mu_2)' \Sigma^{-1} X_0 \dots\dots(8)$$

令 m 值為 μ_{1Y} 與 μ_{2Y} 的中間點，且將(6)式代入

$$\begin{aligned} m &= \frac{1}{2}(\mu_{1Y} + \mu_{2Y}) = \frac{1}{2}(L' \mu_1 + L' \mu_2) \\ &= \frac{1}{2}[(\mu_1 - \mu_2)' \Sigma^{-1} \mu_1 + (\mu_1 - \mu_2)' \Sigma^{-1} \mu_2] \dots\dots(9) \\ &= \frac{1}{2}(\mu_1 - \mu_2)' \Sigma^{-1} (\mu_1 + \mu_2) \end{aligned}$$

因此由(9)式可以分類 X_0 ：當 $Y_0 \leq m$ ， X_0 屬於 π_1 組群；或 $Y_0 \geq m$ ， X_0 屬於 π_2 組群。在實際運算上，利用典型變數計算出各族群於投影空間中的重心，將新觀測個體帶入判別函數中計算其典型變數值後，比較新觀測個體在投影空間中與各族群重心的馬氏距離(Mahalanobis distance)，新觀測值即被分配至距離最小之族群。

Rencher (1992)以逐步選擇法作為考慮選取進入模式的變數，而以 Partial F-test 統計量作為變數選取進入模式或剔除的標準。其方法為檢查已經在模式中的變數，如果有一變數其有很多的判別能力就剔除，相反的就加入模式中。即挑選出一組判別效果最佳之變數，進而導出判別函數。當模式中所有變數之水準測定均為選入時，且已無任何其它變數可選入時，則停止逐步判別分析。其衡量變數判別能力以 Wilks' Δ 值來表示。上述組群的分類可同理推算當組群數大於 2

的情況。Fisher's 線性判別分析並不考慮兩組群變數之分佈，亦即對於組群資料的分佈不於考慮，屬無母數推估法。本研究判別分析運算以 STATISTICA (1996)統計軟體程式執行。

三、結果與討論

研究調查區域位三姓公溪南岸與大庄溪北岸間灘地，經現地觀察地貌的差異及台灣招潮蟹分佈棲地來作區域分類，可區分為四種地貌類型，包括：裸露灘地、草本植物區、紅樹林區、台灣招潮蟹棲地。將 2004 年 8 月所採集計 56 個底泥樣本，經現地及實驗室分析棲地重要底泥參數共計 22 項試驗項目，所形成的運算資料矩陣(56×22)進行逐步判別分析。運算結果各參數間之相關矩陣見表 1。由表 1 可看出土壤質地(砂粒、粉粒、粘粒)與總有機碳、總氮、孔隙率、假比重及重金屬銅、鉛、鎳、鎘、鉻等呈現高度相關，而與土壤穿透應力、植物覆蓋面積百分比及重金屬鋅含量等參數相關性不高，其中與 pH 值呈高度的負相關。為瞭解整個資料結構的總變異數，典型判別分析計算出典型判別函數(CDFs)，其最大個數的選取為在判別變數(Independent variables)個數與分類函數(Class variables)個數兩者間較小者取一。本研究分類函數個數有 4 種型態(棲地地貌類型)遠較判別變數個數 22 個(底質特性項目)為小，演算結果顯示有三個判別函數被選定出來。即只要三個判別函數式即可將樣本資料群給完全的歸類。為瞭解典型判別函數的性質與結構，一般常以兩個主要指標來說明：(1)由因子結構係數矩陣(Canonical structure matrix)指出模式內判別變數與判別函數的相關係數(相似於因子分析中的因子負荷量)。(2)標準化後的典型判別函數係數(Standardized canonical scores)以產生標準化典型判別函數各判別變數的乘數。然此兩指標使用的適當性至今仍有爭論(Rencher, 1992; Huberty, 1994; and Matthew et al., 1994)。Rencher (1992)認為以判別函數係數來說明判別變數對判別函數式的影響，比因子結構矩陣說明來的更恰當。然而當判別變數間相關性很高時，以判別函數係數說明會導致誤解產生(Cruze-

Castillo et al., 1994)。陳順宇(2000)建議因子結構矩陣對於判別函數給以有意義的說明，而判別函數係數則可以說明每一判別變數對判別函數的貢獻。鑑於本研究有部份判別變數間有顯著相關性，見表 1。故本研究以標準化後之判別函數係數來說明判別函數，再輔以因子結構矩陣來說明整個資料矩陣之總變異性。

演算以 Wilk's Lambda 對四種地貌類型進行判別變數檢定，結果並非所有判別變數都具顯著性。STATISTICA 採逐步向前選取法(Forward stepwise method)決定進入模式的變數，也就是變數在進入模式前先經過 F 檢定，選取最有判別能力的變數進入模式內，再進行下一步驟。當檢定之變數無顯著差異時，則不需再進行判別。由表 2 可看出，依 F 值大小決定進入模式之次序為：浸沒時間百分比、植物覆蓋面積率、現地假比重、鉻、20 公分土壤穿透應力、粉粒含量、鋅、砂粒含量、孔隙率、電導度、總氮、銅、鉛、酸鹼度值、氧化還原電位計 15 項底泥參數。模式裏主要影響因子為土壤質地因子、潮汐影響因子、營養源影響因子及人類環境污染因子等，代表此些影響因子在本棲地之差異性很大，可能受浸水垃圾掩埋場滲出水及新竹科學工業園區生活污水及工業廢水排出再透過洋流引入所致。排序在前的如：浸沒時間百分比、植物覆蓋面積率、現地假比重、鉻、20 公分土壤穿透應力、粉粒含量、鋅、砂粒含量、孔隙率等，表示這些判別變數對不同地貌類型棲地之判別能力很好，有顯著的差異性。現地假比重、孔隙率受土壤質地影響深遠與粉粒含量、砂粒含量可說明是土壤質地影響因子，而此因子受集水區水文因子及洋流漂砂影響深遠。浸沒時間百分比、20 公分土壤穿透應力則為潮汐影響因子。鉻、鋅則可說明是人為污染影響因子。植物覆蓋面積率代表水生植物豐富可經由植物根系輸送氧氣到底泥表層，而影響到棲地氧化還原狀態故歸納為氧化還原影響因子。至於總有機碳、10 公分土壤穿透應力、粘粒含量、氫離子濃度、假比重、鎳、鎘等 7 項底泥參數，經檢定結果不具顯著性，代表此些參數對於本棲地影響差異性不大，故不選入模式內。

表 1 香山濕地底泥參數間之相關矩陣 (Bold values indicate significance at P<0.05)

	TOC	TN	P(10)	P(20)	Clay	Sand	Silt	EC	pH	[H ⁺]	V	F.T.	B.D.	Porosity	O.B.D.	Eh	Cu	Zn	Pb	Ni	Cd	Cr	
總有機碳	1.00																						
總氮	0.67	1.00																					
10公分土壤穿透應力	-0.21	-0.21	1.00																				
20公分土壤穿透應力	-0.16	-0.20	0.72	1.00																			
粘粒含量	0.73	0.90	-0.12	-0.15	1.00																		
砂粒含量	-0.70	-0.87	0.23	0.22	-0.93	1.00																	
粉粒含量	0.31	0.49	-0.25	-0.21	0.55	-0.61	1.00																
電導度	0.22	0.33	-0.17	-0.17	0.39	-0.46	0.41	1.00															
酸鹼度值	0.38	0.52	-0.16	-0.04	0.61	-0.64	0.45	0.26	1.00														
氫離子濃度	-0.34	-0.47	0.23	0.09	-0.56	0.58	-0.45	-0.18	-0.93	1.00													
植物覆蓋面積率	0.13	0.14	-0.34	-0.30	0.11	-0.13	0.12	-0.13	0.21	-0.22	1.00												
浸沒時間百分比	-0.26	-0.32	-0.17	-0.01	-0.39	0.20	-0.07	-0.03	-0.07	0.06	-0.07	1.00											
假比重	-0.41	-0.59	-0.07	0.03	-0.56	0.59	-0.22	-0.09	-0.36	0.36	-0.00	0.11	1.00										
孔隙率	0.75	0.88	-0.21	-0.20	0.91	-0.87	0.53	0.23	0.64	-0.58	0.12	-0.27	-0.50	1.00									
現地假比重	-0.52	-0.60	0.11	0.12	-0.70	0.73	-0.55	-0.60	-0.46	0.38	-0.24	0.17	0.35	-0.55	1.00								
氧化還原電位	-0.11	-0.25	0.21	0.30	-0.25	0.38	-0.32	-0.59	-0.10	-0.01	0.29	-0.15	0.09	-0.23	0.36	1.00							
銅	0.27	0.35	-0.09	-0.09	0.39	-0.35	0.14	0.19	0.40	-0.34	0.13	-0.19	-0.23	0.36	-0.26	0.02	1.00						
錳	0.09	0.24	0.01	-0.15	0.19	-0.19	-0.20	-0.04	-0.00	-0.02	-0.05	-0.12	-0.40	0.20	0.10	0.02	0.02	1.00					
鉛	0.51	0.67	-0.04	-0.10	0.72	-0.65	0.43	0.31	0.38	-0.35	0.08	-0.30	-0.31	0.58	-0.55	-0.15	0.32	0.10	1.00				
鎳	0.49	0.58	-0.08	-0.20	0.64	-0.57	0.20	0.34	0.31	-0.27	0.30	-0.33	-0.42	0.51	-0.54	-0.03	0.27	0.20	0.43	1.00			
鎘	0.47	0.67	-0.10	-0.23	0.67	-0.58	0.25	0.43	0.30	-0.23	0.06	-0.43	-0.44	0.62	-0.44	-0.23	0.26	0.25	0.33	0.75	1.00		
鉻	0.26	0.57	-0.08	-0.21	0.47	-0.48	0.37	0.41	0.27	-0.19	0.12	-0.19	-0.44	0.44	-0.37	-0.10	0.26	0.21	0.33	0.55	0.66	1.00	
單位	%	%	N/cm ²	N/cm ²	%	%	%	ms/cm	mole/l	%	%	%	%	%	eV	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
平均值	0.0069	0.0003	31.05	48.06	26.12	43.69	29.88	41.14	7.90	0.00	6.39	0.18	1.41	0.64	1.75	-57.99	0.08	0.09	0.24	0.18	0.07	0.06	0.06
最大值	0.0140	0.001	76.67	126.13	46.52	87.06	54.81	65.60	8.45	0.00	38.40	0.34	1.55	1.30	2.15	-19.40	0.55	1.52	0.58	0.34	0.15	0.17	0.17
最小值	0.0022	0.00	13.33	21.67	10.73	0.00	0.85	16.68	7.00	0.00	0.00	0.01	1.10	0.33	1.12	-74.20	0.00	0.02	0.00	0.07	0.02	0.01	0.01
標準差	0.0028	0.0002	14.98	21.57	10.28	26.08	17.15	8.89	0.36	0.00	8.79	0.09	0.09	0.23	0.23	12.82	0.07	0.20	0.15	0.07	0.03	0.03	0.03

表 2 不同地貌類型棲地以逐步向前法選定之結果及各群組底質參數之差異

(Wilks' Lambda: .025 approx. F (45,113)=6.2546 p < .0000)

判別變數	Wilks' Lambda	F-remove	p-level	判別變數各項測值平均值			
				G	M	C	U
現地假比重	0.039	7.451	0.000	1.99	1.61	1.96	1.66
浸沒時間百分比(%)	0.053	14.727	0.000	0.16	0.21	0.23	0.08
植物覆蓋面積率(%)	0.045	10.456	0.000	16.12	10.40	1.19	2.20
20公分土壤穿透應力(N/cm ²)	0.033	4.161	0.012	69.07	42.54	51.11	45.98
砂粒含量(%)	0.031	3.075	0.039	56.01	29.26	69.73	34.05
鋅(mg/kg)	0.031	3.227	0.033	0.08	0.05	0.04	0.20
鉛(mg/kg)	0.028	1.460	0.241	0.14	0.30	0.16	0.26
氧化還原電位(eV)	0.027	1.292	0.291	-33.28	-62.89	-57.39	-59.76
孔隙率(%)	0.030	2.954	0.045	0.59	0.70	0.44	0.76
坩粒含量(%)	0.033	4.069	0.013	16.25	41.22	17.96	29.72
鉻(mg/kg)	0.033	4.476	0.009	0.07	0.07	0.05	0.08
總氮(%)	0.028	1.685	0.186	2.06E-4	4.04E-4	1.01E-4	4.05E-4
電導度(ms/cm)	0.028	1.860	0.153	27.36	45.36	36.81	44.09
銅(mg/kg)	0.028	1.472	0.237	0.07	0.10	0.04	0.08
酸鹼度值	0.027	1.383	0.263	8.08	8.05	7.61	7.93
棲地類型採樣數				5	22	15	14
總有機碳(%)*	0.024	0.112	0.953	0.006	0.008	0.005	0.008
10公分土壤穿透應力(N/cm ²)*	0.023	0.790	0.507	36.34	24.86	33.97	35.78
粘粒含量(%)*	0.024	0.252	0.859	22.09	30.10	15.81	32.35
氫離子濃度(mole/l)*	0.021	2.293	0.094	8.85E-9	9.69E-9	3.66E-8	1.72E-8
假比重(g/cm ³)*	0.024	0.078	0.972	1.39	1.39	1.46	1.38
鎳(mg/kg)*	0.024	0.316	0.814	0.19	0.19	0.13	0.21
鎘(mg/kg)*	0.024	0.567	0.640	0.06	0.06	0.05	0.09

註：G：草本植物區；M：紅樹林區；C：裸露灘地；U：台灣招潮蟹棲地

*：表該參數經檢定不顯著，故不選入模式內。

表 3 卡方檢定所選取之 3 組典型判別函數，其典型相關係數(即對個別判別函數，群間距離平方和與總距離平方和均方根值比)均大於 0.76，特徵值(對個別判別函數，群間距離平方和與群內距離平方和之比)亦均大於 1。其中第一判別函數判別能力高達 49.5%，第二判別函數判別能力為 32.8%，第三判別函數判別能力為 17.7%，累積判別能力高達 100%。為求得判別變數與判別函數間的關係，將判別變數各項測值經標準化後，依運算所求得的判別函數係數來說明其間關係。判別變數前的係數絕對值愈大，代表與組合

後的判別函數相關性愈大。得到判別函數模式如下(僅列出第一判別函數，第二及第三判別函數可由表 3 之判別函數係數建構出)：

第一判別函數 $CDF_1 = 1.12$ 現地假比重 + 0.47 浸沒時間百分比 + 0.79 植物覆蓋面積率 + 0.69 土壤穿透應力(20 公分) - 1.02 砂粒含量 - 0.65 鋅 + 0.09 鉛 + 0.12 氧化還原電位 - 0.75 孔隙率 - 0.34 坩粒含量 + 0.68 鉻 - 0.11 總氮 - 0.53 電導度 - 0.07 銅 + 0.38 酸鹼度值。

由表 3，可看出第一判別函數有最大的典型相關係數 0.89，區分主要受判別函數係數絕對值

表 3 香山濕地 15 個顯著性底質判別變數所構成的三組判別函數其典型變量及相關參數值(判別函數係數：TSCC；因子結構係數：TSCS)

判別變數	第一判別函數		第二判別函數		第三判別函數	
	TSCC	TSCS	TSCC	TSCS	TSCC	TSCS
現地假比重	1.115	0.400	-0.121	0.264	-0.013	-0.518
浸沒時間百分比	0.474	0.212	-0.922	-0.415	-0.316	-0.336
植物覆蓋面積率	0.794	0.174	-0.632	-0.195	0.603	0.484
20 公分土壤穿透應力	0.692	0.159	-0.100	0.125	0.358	0.014
砂粒含量	-1.015	0.274	0.028	0.168	-1.000	-0.577
鋅	-0.645	-0.096	0.097	0.161	0.144	0.093
鉛	0.092	-0.188	-0.387	-0.148	-0.387	0.231
氧化還原電位	0.124	0.344	0.342	0.264	0.314	0.175
孔隙率	-0.748	-0.217	1.040	-0.005	-0.083	0.469
粉粒含量	-0.339	-0.211	-0.694	-0.309	0.117	0.341
鉻	0.680	-0.073	0.611	0.027	0.076	0.263
總氮	-0.109	-0.220	-0.969	-0.084	-0.308	0.426
電導度	-0.534	-0.369	-0.199	-0.224	0.081	0.128
銅	-0.065	-0.054	-0.443	-0.084	-0.002	0.226
酸鹼度值	0.382	-0.030	0.198	-0.089	0.270	0.498
卡方值	168.409		96.755		39.207	
典型相關係數	0.890		0.847		0.760	
特徵值	3.830		2.542		1.367	
累積變異比	0.495		0.823		1.000	

較大的五個判別變數所影響：現地假比重、砂粒含量、植物覆蓋面積率、孔隙率、土壤穿透應力(20 公分)。再輔以因子結構係數來說明整個資料結構的變異，第一判別函數變異較大的參數是現地假比重、浸沒時間百分比、砂粒含量、氧化還原電位、孔隙率、粉粒含量、總氮及電導度。砂粒含量、粉粒含量會影響現地假比重及孔隙率故可說明是土壤質地影響因子。浸沒時間百分比、電導度受潮汐影響深遠，可說明是潮汐影響因子。總氮是營養源影響因子。故可說明第一判別函數是「土壤質地影響因子」、「潮汐影響因子」、「營養源影響因子」、「氧化還原影響因子」等所組成。影響判別函數變異較大的判別變數，參考表 2，對於台灣招潮蟹棲地而言：裸露灘地與草本植物區現地假比重較紅樹林區與台灣招潮蟹棲地大；年平均浸沒時間百分比為 8%，顯著較其他三類型棲地小，顯示台灣招潮蟹喜好棲息於較高潮位灘地。此結果同於 Osborne(1990)所提出招潮屬蟹類(Fiddler crab spp.)只棲息在開闊的灘地上。謝蕙蓮等(2004)比較台灣招潮蟹棲地和

紅樹林棲地特性，認為台灣招潮蟹喜好開闊且無植被的高潮線地帶。裸露灘地位於較低潮位區域，平均浸沒時間百分比顯著較另外三種棲地類型大。全區坡度由東北向西南緩降，再由現場觀測到台灣招潮蟹棲地約只在大潮前後兩天才會被潮汐所淹沒。在潮汐無法到達時期，由於灘地高溫及高蒸發散速率等物理環境，可能會迫使台灣招潮蟹加深巢穴深度以獲得充足的水分及適宜的溫度；喜好的底質特性為平均砂粒含量 34.05%、粉粒含量 29.72%、粘粒含量 32.35%，即喜好選擇棲息於粘質壤土的土壤環境；且棲息地的孔隙率在四種地貌環境達最高 0.76%。此結果同於施習德(1999)台灣招潮蟹分佈在不同的棲地類型上，而其中族群較大的棲地特徵為開闊、無紅樹林且黏土含量高的高潮位灘地。裸露灘地與草本植物區粘粒含量百分比顯著較紅樹林區與台灣招潮蟹棲地小，由於紅樹林會減緩水流速度，而台灣招潮蟹棲地位於紅樹林後方，增加粒徑較小的顆粒沉降機會；電導度則近乎紅樹林區為 44.09ms/cm。亦即第一判別函數主要為土壤質

地影響因子、潮汐影響因子、營養源影響因子、氧化還原影響因子，可顯著的判別區分：裸露灘地、草本植物區、紅樹林區、台灣招潮蟹棲地四種地貌類型，且判別能力達 49.5%。

第二判別函數有最大的典型相關係數 0.85，區分主要受判別函數係數絕對值較大的六個判別變數所影響：浸沒時間百分比、植物覆蓋面積率、孔隙率、坩粒含量、鉻、總氮。輔以因子結構係數來說明整個資料結構的變異，第二判別函數變異較大的參數是現地假比重、浸沒時間百分比、植物覆蓋面積率、氧化還原電位、坩粒含量及電導度。植物覆蓋面積率影響氧化還原狀態。台灣招潮蟹棲地其植物覆蓋率為 2.20%，與裸露灘地植物覆蓋率顯著較紅樹林地區與草本植物區低，顯示台灣招潮蟹棲地植物量相當少，其喜好近乎裸露之灘地。此結果相近於 Zucker (1981)與 Salmon(1987)指出地表上過多的植物覆蓋可能會阻礙招潮蟹陸域活動。國內施習德(1999)和謝蕙蓮等(2004)認為紅樹林的存在對於台灣招潮蟹是一項生存逆境。Nomann(1998)則推論灘地的植物提供招潮蟹一個躲避掠食者的空間，因此在底質條件適宜的前提下，鄰近植物覆蓋區域的灘地或許是台灣招潮蟹適合的棲地環境。綜上所述，可說明第二判別函數是「土壤質地影響因子」、「潮汐影響因子」、「氧化還原影響因子」等所組成。亦即第二判別函數此些影響因子可用以判別區分香山濕地四種地貌類型，且判別能力達 32.8%。第三判別函數有最大的典型相關係數 0.76，區分主要受判別函數係數絕對值較大的植物覆蓋面積率及砂粒含量所影響。以因子結構係數來說明整個資料結構的變異，第三判別函數變異較大的參數是現地假比重、浸沒時間百分比、植物覆蓋面積率、砂粒含量、孔隙率、坩粒含量、總氮及酸鹼度值。第三判別函數其判別能力僅達 17.7%，而其中影響最大的可說是潮汐影響因子、土壤質地影響因子。故可說明第三判別函數是「潮汐影響因子」、「土壤質地影響因子」。將各判別函數得點繪出如圖 2、3，由圖 2 及圖 3 可看出各地貌類型其底質特性經各判別函數判定後具有顯著群集效應。顯示台灣招潮蟹喜愛的

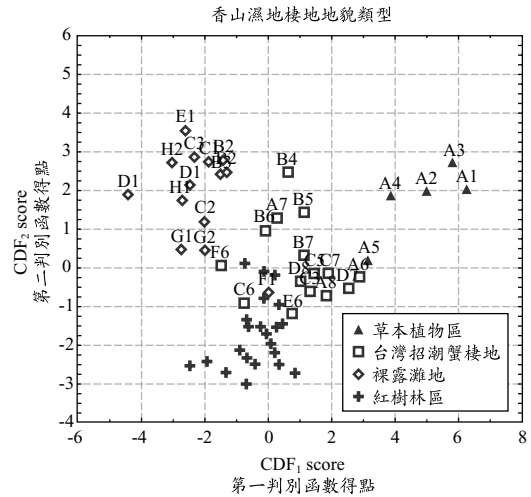


圖 2 四種棲地地貌底質在第一及第二判別函數下的離散圖

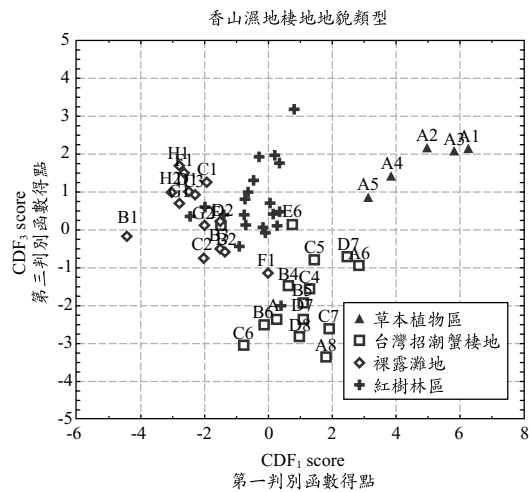


圖 3 四種棲地地貌底質在第一及第三判別函數下的離散圖

棲息地顯著與其它地貌棲地底質特性有差異。

其它重要影響台灣招潮蟹棲息的判別變數由表 2 統計值可看出：草本植物區 20 公分土壤應力顯著較紅樹林區與台灣招潮蟹棲地大。綜合上述底質特性，由於含砂量較高的裸露灘地與草本植物區現地假比重較大，土壤飽和抽出液電導度值相對較低故排水較好且土壤含水量較低，因此床底較硬，土壤穿透應力較大。而紅樹林區與台灣招潮蟹棲地由於粘粒含量較高、孔隙率較大

且土壤保水能力佳，因此較為濕軟，土壤應力較小。而台灣招潮蟹其煙囪型巢穴高度可達十公分，土壤中粘粒含量對於煙囪的修築將是關鍵性的因子。且其地下洞穴往往深達數十公分至一公尺，因此基於巢穴結構穩定的考量上，土壤應力過高的區域將會增加台灣招潮蟹挖洞的困難性。Croll(2000)認為不論地表有無植物覆蓋，粒徑組成的確影響招潮蟹在巢穴位置選擇。在底質特性上，台灣招潮蟹喜好粘粒含量高、土壤應力適中之棲地。在紅樹林棲地弧邊招潮蟹存在的優勢性顯著大於台灣招潮蟹，但弧邊招潮蟹遍佈整個東亞地區，而台灣招潮蟹卻是台灣特有種，並且是瀕臨滅絕的物種。故對於台灣招潮蟹的保育及復育，瞭解其生理習性及棲息特性是非常重要的。綜合本區域台灣招潮蟹棲地特性與前人研究為考量，建議未來可以考慮保留少部分草本植物生長較不密集之區域以進行研究評估草本植物對於台灣招潮蟹的影響。潮汐變動及三姓公溪與大庄溪水文為本區域環境變動的主要自然因子。然污水處理廠建造後由於地貌改變將影響周圍灘地水深、流速等因子，水理及水質條件對於此區域泥沙堆積和淘刷的影響程度將關係著將來棲地的管理方式。目前香山溼地僅在三姓公溪一帶與海山罟有台灣招潮蟹的棲息，而香山溼地綿延 10 公里的海岸線是否有其它類似的棲地環境，提供台灣招潮蟹棲地復育仍有待評估。典型判別分析結合逐步判別分析於本研究中可以清楚劃分出不同棲地類型底質特性並建立穩固的判別模式。研究中判別模式的建立部分包含了主觀認定，進而影響著判別結果的輸出。若能建立當地生物物種分佈等資料，輔以棲地環境因子，建立客觀的以物種分佈為出發點之棲地判別模式，將可更加瞭解棲地特性與生物間關連性。

四、結論與建議

經由典型判別分析的結果，在所建立的三個線性判別函數裏其判別變數除了總有機碳、10 公分土壤穿透應力、粘粒含量、氫離子濃度、容積密度、鎳、鎘等 7 項底泥參數，經檢定結果不具顯著性，其餘均有顯著性的貢獻。而這三個判

別函數解釋了香山濕地底質的變異性，建構出底泥特性對於不同地貌棲地分佈之函數，判別能力分別為 49.5%、32.8%及 17.7%，累積判別能力高達 100%。以因子結構係數來說明整個資料結構的變異，此三個判別函數主要是「土壤質地影響因子」、「潮汐影響因子」、「營養源影響因子」、「氧化還原影響因子」等所組成。將底質監測資料，結合所建立的判別函數模式即可明確瞭解地貌可能演替趨勢，再透過復育控制改變此些影響參數，以控制台灣招潮蟹棲地底質的改變，進而以復育及保護瀕臨絕種的台灣招潮蟹。而對於台灣招潮蟹喜好棲息的底質特性，歸納如下：

1. 台灣招潮蟹喜好棲息的土壤質地為平均砂粒含量 34.05%、粉粒含量 29.72%、粘粒含量 32.35%，即喜好選擇棲息於粘質壤土的土壤環境；且棲息地的孔隙率在四種地貌環境達最高 0.76%。
2. 台灣招潮蟹棲地年平均浸沒時間百分比為 8%，於該區域灘地中為最高潮位地區，顯示台灣招潮蟹喜好棲息於較高潮位灘地。
3. 台灣招潮蟹棲地植物覆蓋率為 2.20%，與裸露灘地植物覆蓋率顯著較紅樹林地區與草本植物區低，顯示台灣招潮蟹棲地植物量相當少，其喜好近乎裸露之灘地。
4. 基於巢穴結構穩定的考量，土壤應力過高的區域會增加台灣招潮蟹挖洞的困難度。本研究其 20 公分土壤應力值為 $51.11\text{N}/\text{cm}^2$ 。
5. 台灣招潮蟹棲息地顯著的與不同地貌棲地底質特性有差異。
6. 本研究區域台灣招潮蟹棲地面積約為 8.2 公頃，然污水處理廠建造後僅存 2 公頃。
7. 在棲地復育上可考慮保留少部分草本植物生長較不密集區域進行評估草本植物對於台灣招潮蟹的影響。

誌謝

本計劃感謝台灣大學生物環境系統工程學研究所王瑞君、高裕群及吳明裕技士等參與現場採樣與分析；中興大學生命科學系尤少彬老師等在台灣招潮蟹等相關資料的提供。使本計劃得以

順利完成，在此一併致上謝意。

參考文獻

1. 李曉易(1990),「台灣招潮蟹(*Uca formosensis*)的生態與行為研究」,國立中山大學海洋生物研究所碩士論文。
2. 施習德(1999),「以形態、遺傳及生態研究臺灣特有種臺灣招潮蟹之分類系統」,國立中山大學海洋生物研究所博士論文。
3. 陳順宇(2000),多變量分析,第二版,華泰書局出版, p.4~46。
4. 謝蕙蓮、陳章波、林柏芬(2004),「紅樹林對溼地多樣性保育的衝擊:以台灣招潮蟹為例」,台灣溼地, 47:21~33。
5. Bertness, M. D. and T. D. Miller. (1984), "The distribution and dynamics of *Uca pugnax* (Smith) burrows in a New England salt marsh", *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 83:211~237.
6. Chessman, B. C. (1999), "Predicting the macroinvertebrate faunas of rivers by multiple regression of biological and environmental differences", *Freshwater Biology*, 41:747~757.
7. Christy, J. H. (1982), "Burrow structure and use in the sand fiddler crab, *Uca pugnator* (BOSEC)", *Animal Behavior*, 30:687~694.
8. Croll, G. A. and J. B. McClintock. (2000), "An evaluation of lekking behavior in the fiddler crab *Uca* spp", *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 254: 109~121.
9. Cruze-Castillo, J. G., S. Ganeshanandam, B. R. Mackay, G. S. Lawes. and D. J. Woolley. (1994), "Application of canonical discriminant analysis in horticultural research", *HortScience*, 29, 1115~1119.
10. Edwards, K. R. and C. E. Proffitt. (2003), "Comparison of wetland structural characteristics between created and natural salt marshes in southwest Louisiana USA", *Wetlands*, 23:344~356.
11. Evans, L. J. and R. H. Norris. (1997), "Predicting of benthic macroinvertebrate composition using microhabitat characteristics derived from stereo photography", *Freshwater Biology*, 37:621~633.
12. Hillel, D. (1998), *Environmental Soil Physics*, Published by Academic Press.
13. Huberty, C. J. (1994), *Applied discriminant analysis*, John Wiley and Sons, New York.
14. Hutching, P. and P. Saenger. (1987), *Ecology of Mangroves*. University of Queensland Press, Melbourne.
15. Johnson, L. M. (1991), "Growth and development of larval northern cricket frogs (*Acris crepitans*) in relation to phytoplankton abundance", *Freshwater Biology*, 25: 51~59.
16. Johnson, R. A. and D. W. Wichern. (1992), *Applied Multivariate Statistical Analysis*, 3rd edn, Printice-Hall, New Jersey Englewood Cliffs.
17. Lee, S.Y. and R.T. Kneib. (1994), "Effects of biogenic structure on prey consumption by the xanthid crabs *Eurytium limosum* and *Panopeus herbstii* in a salt-marsh", *Marine Ecology Progress Series*, 104:39~47.
18. Lee, S.Y. (1998), "Ecological role of grapsid crabs in mangrove ecosystems: a review", *Marine Freshwater Research*, 49:335~343.
19. Liao, S. W. and W. L. Chang. (2005), "Interpretation and Discrimination of Marshy Wetlands by Soil Factors in the Kuan-Tu Natural Park, Taiwan", *Environ. Monit. Assess*, 107:181~202.
20. Macnae, W. (1968), "A general account of the flora and fauna of the mangrove swamps in the Indo-West-Pacific region", *Advances in Marine Biology*, 63:73~270.
21. Matthew, C. C., R. O. Lawoko, C. J. Korte. and D. Smith. (1994), "Application of canonical discriminant analysis, principal component

- analysis, and canonical correlation analysis as tools for evaluation differences in pasture botanical composition", *New Zeal. J. Agr. Res.*, 37:509~520.
22. Mitsch, W. J. and S. E. Jorgensen. (2003), *Ecological Engineering and Ecosystem Restoration*, Published by John Wiley & Sons, Inc., New Jersey.
 23. Morgan, P. A. and F. T. Short. (2002), "Using functional trajectories to track constructed salt marsh development in the Great Bay Estuary, Maine/New Hampshire, U.S.A.", *Restoration Ecology*, 10:461~473.
 24. Nobbs, M. (1999), *The behavioural ecology of Fiddler crabs (Genus: Uca) that live in the mangrove forests of Darwin Harbour*, PhD Thesis, Northern Territory University.
 25. Nobbs, M. (2003), "Effects of vegetation differ among three species of fiddler crabs (*Uca* spp.)", *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 284:41~50.
 26. Nomann, B. E. and S. C. Pennings. (1998), "Fiddler crab-vegetation interactions in hypersaline habitats", *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 225:53~68.
 27. Osborne, K. and T. J. Smith. (1990), "Differential predation on mangrove propagules in open and closed canopy forest habitats", *Vegetation*, 89:1~6.
 28. Raposa, K. (2002), "Early responses of fishes and crustaceans to restoration of a tidally restricted New England salt marsh", *Restoration Ecology*, 10:665~676.
 29. Rencher, A. C. (1992), "Interpretation of canonical discriminant functions, canonical varieties, and principal components", *Am. Stat.* 46:217~225.
 30. Robertson, A. I. (1987), The determination of trophic relationships in mangrove dominated systems: areas of darkness. *Mangrove Ecosystems of Asia and the Pacific*, AIMS, Townsville, pp. 292~304.
 31. Salmon, M. (1984), "The courtship, aggression and mating system of a 'primitive' fiddler crab (*Uca vocans*: Ocypodidae)", *Transactions of the Zoological Society of London*, 37:1~50.
 32. Salmon, M. (1987), "On the reproductive behavior of the fiddler crab *Uca thayeri*, with comparisons to *U. pugilator* and *U. vocans*: evidence for behavioral convergence", *Journal of Crustacean Biology*, 7:25~44.
 33. StatSoft.: 1996, *STATISTICA for Windows*, StatSoft, Inc, Tulsa OK.
 34. Teal, J. M. and M. P. Weinstein. (2002), "Ecological engineering, design and construction considerations for marsh restorations in Delaware Bay, USA", *Ecological Engineering*, 18:607~618.
 35. Turgeon, K. and M. A. Rodriguez. (2005), "Predicting microhabitat selection in juvenile Atlantic salmon *Salmo salar* by the use of logistic regression and classification trees", *Freshwater Biology*, 50:539~551.
 36. Zucker, N. (1981), "The role of hood-building in defining territories and limiting combat in fiddler crabs", *Animal Behavior*, 29:387~395.
 37. Zedler, Joy B. (2001), *Handbook for Restoring Tidal Wetlands*, Published by CRC Press LLC.

收稿日期：民國 95 年 3 月 8 日

修正日期：民國 95 年 5 月 19 日

接受日期：民國 95 年 5 月 23 日